

Міністерство освіти і науки України  
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна  
Навчально - науковий інститут екології  
Кафедра екологічної безпеки та екологічної освіти

## **КВАЛІФІКАЦІЙНА РОБОТА**

бакалавра

на тему

### **ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ФРУКТІВ ТА ПРОДУКТІВ ЇХ ПЕРЕРОБКИ (на прикладі Дергачівського району Харківської області)**

Виконала: студентка 4 курсу, групи ДЕ - 42  
спеціальності : 101 «Екологія»  
(шифр і назва напрямку підготовки, спеціальності)

Пі автора \_\_\_\_\_ / Наталія КОРОБКІНА  
(підпис) (ім'я та прізвище)

Керівник \_\_\_\_\_ / Катерина УТКІНА  
(підпис) (ім'я та прізвище)

Рецензент \_\_\_\_\_ / \_\_\_\_\_  
(підпис) (ім'я та прізвище)

*«До захисту допущено»*

Завідувач кафедри \_\_\_\_\_ / Алла НЕКОС  
(підпис) (ім'я та прізвище)

Нормоконтроль \_\_\_\_\_ / Тетяна ВАУЛІНА  
(підпис) (ім'я та прізвище)

Секретар ЕК \_\_\_\_\_ / Раїса САВІЦЬКА  
(підпис) (ім'я та прізвище)

Харків – 2021 рік



#### 4. План роботи

№ з/п	Назви етапів роботи
1	АКУМУЛЯЦІЯ ТА ТРАНСЛОКАЦІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В СИСТЕМІ «ҐРУНТ-РОСЛИНА»
2	МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРОДУКТІВ ПЕРЕРОБКИ ФРУКТІВ ТА ҐРУНТІВ
3	ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАКОНОМІРНОСТЕЙ НАКОПИЧЕННЯ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ В ОКРЕМИХ ВИДАХ РОСЛИННОЇ ПРОДУКЦІЇ ТА ҐРУНТІВ

5. Дата видачі завдання 14 травня 2020 р.

**Студент**

\_\_\_\_\_   
 підпис

Наталія Коробкіна  
ім'я і прізвище

**Керівник роботи**

\_\_\_\_\_   
 підпис

доц. Катерина Уткіна  
посада, ім'я і прізвище

АНОТАЦІЯ

**ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ФРУКТІВ ТА ПРОДУКТІВ ЇХ ПЕРЕРОБКИ  
(НА ПРИКЛАДІ ДЕРГАЧІВСЬКОГО РАЙОНУ ХАРКІВСЬКОЇ  
ОБЛАСТІ)**

Наталія КОРОБКІНА

Кваліфікаційна робота «Екологічна безпека фруктів та продуктів їх переробки (на прикладі Дергачівського району Харківської області)» містить 35 сторінок, 3 розділи, 13 рисунків, 4 таблиці, 1 формула, 22 літературних джерела.

*Мета роботи* – оцінити екологічну безпеку яблук та продуктів їх переробки шляхом простеження особливостей транслокації важких металів в системі ґрунт-яблука-яблучний сік.

*Актуальність теми.* У зв'язку з погіршенням в Україні екологічного стану навколишнього середовища постало питання детального вивчення і об'єктивної оцінки стану рослинної продукції та шляхів потрапляння важких металів до неї.

*Завданням* дослідження полягало у наступному: опрацювати питання щодо екологічної якості харчової продукції рослинного походження; визначити основні шляхи надходження та транслокації важких металів у рослинній продукції; встановити особливості транслокації важких металів із фруктів до продуктів їх переробки на прикладі трьох сортів яблук; оцінити екологічну безпеку фруктів та продуктів їх переробки в аспекті вмісту важких металів.

*Методи.* Було проведено лабораторні дослідження за методикою атомно-абсорбційної спектрометрії.

*Результати.* Екологічна якість яблук і продуктів їх переробки відповідають встановленим нормативним вимогам і не можуть чинити небезпеки для здоров'я людини. Таким чином, виходячи з цього, можна припустити, що різні сорти яблук, у зв'язку з їхніми біологічними особливостями по різному впливають на рухливість важких металів. Обробка позитивно впливає на зменшення концентрацій металів, однак, зменшення концентрацій не є значним.

**ВАЖКІ МЕТАЛИ, ГДК, ФРУКТИ, ҐРУНТИ, КОЕФІЦІЄНТ НАКОПИЧЕННЯ**

## ANNOTATION

### **ECOLOGIC NON-BAKING OF FRUITS AND PRODUCTS AND PROCESSING (ON THE BUTT DERHACHIVSKY DISTRICT OF THE KHARKIV REGION)**

Natalia KOROBKINA

Qualification work "Environmental safety of fruits and products of their processing (on the example of Dergachiv district of Kharkiv region)" contains 35 pages, 3 sections, 13 figures, 4 tables, 1 formula, 22 references.

*The purpose of the work* is to assess the ecological safety of apples and products of their processing by tracing the features of translocation of heavy metals in the soil–apple–apple juice system.

*Actuality of theme.* Due to the deterioration of the ecological state of the environment in Ukraine, the question arose of a detailed study and objective assessment of the state of plant products and ways of getting heavy metals into it.

*The objectives* of the study were as follows: to address the issue of environmental quality of food products of plant origin; to determine on the basis of the ways of entry and translocation of heavy metals in plant products; to establish features of translocation of heavy metals from fruit to products of their processing on an example of three grades of apples; assess the environmental safety of fruits and products of their processing in terms of heavy metal content.

*Methods.* Laboratory studies were performed using atomic absorption spectrometry.

*Results.* The ecological quality of apples and products of their processing meet the established regulatory requirements and cannot pose a danger to human health. Thus, based on this, we can assume that different varieties of apples, due to their biological characteristics, affect the mobility of heavy metals in different ways. The treatment has a positive effect on the reduction of metal concentrations, however, the reduction of concentrations is not significant.

IMPORTANT METAL, GDK, FRUIT, SOIL, ACCUMULATION  
EFFICIENCY

## АННОТАЦИЯ

# ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ БЕЗОПАСНОСТЬ ФРУКТОВ И ПРОДУКТОВ ИХ ПЕРЕРАБОТКИ (НА ПРИМЕРЕ ДЕРГАЧЕВСКОГО РАЙОНА ХАРЬКОВСКОЙ ОБЛАСТИ)

Наталья КОРОБКИНА

Квалификационная работа «Экологическая безопасность фруктов и продуктов их переработки (на примере Дергачевского района Харьковской области)» содержит 35 страниц, 3 главы, 13 рисунков, 4 таблицы, 1 формула, 22 литературных источника.

*Цель работы* – оценить экологическую безопасность яблок и продуктов их переработки путем прослеживания особенностей транслокации тяжелых металлов в системе почва–яблоки–яблочный сок.

*Актуальность темы.* В связи с ухудшением в Украине экологического состояния окружающей среды встал вопрос детального изучения и объективной оценки состояния растительной продукции и путей попадания тяжелых металлов к ней.

*Задачей исследования* состояла в следующем: проработать вопрос экологического качества пищевой продукции растительного происхождения; определить основе пути поступления и транслокации тяжелых металлов в растительной продукции; установить особенности транслокации тяжелых металлов из фруктов к продуктам их переработки на примере трех сортов яблок; оценить экологическую безопасность фруктов и продуктов их переработки в аспекте содержания тяжелых металлов.

*Методы.* Было проведены лабораторные исследования по методике атомно–абсорбционной спектрометрии.

*Результаты.* Экологическое качество яблок и продуктов их переработки соответствуют установленным нормативным требованиям и не могут оказать опасности для здоровья человека. Таким образом, исходя из этого, можно предположить, что разные сорта яблок, в связи с их биологическими особенностями по-разному влияют на подвижность тяжелых металлов.

Обработка положительно влияет на уменьшение концентраций металлов, однако, уменьшение концентраций не является значительным.

ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ, ПДК, ФРУКТЫ, ПОЧВЫ, КОЭФФИЦИЕНТ  
НАКОПЛЕНИЯ

## ЗМІСТ

ВСТУП.....	9
РОЗДІЛ 1 АКУМУЛЯЦІЯ ТА ТРАНСЛОКАЦІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В СИСТЕМІ «ГРУНТ– РОСЛИНА».....	10
1.1. Важкі метали в системі елемент–грунт–рослина.....	10
1.2. Деякі особливості надходження до рослин важких металів за умов забруднення довкілля.....	14
РОЗДІЛ 2 МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРОДУКТІВ ПЕРЕРОБКИ ФРУКТІВ ТА ГРУНТІ.....	22
2.1. Методологія та методика відбору проб ґрунту.....	22
2.2. Методологія підготовки проб яблук та продуктів їх переробки для проведення лабораторного аналізу.....	24
РОЗДІЛ 3 ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАКОНОМІРНОСТЕЙ НАКОПИЧЕННЯ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ В ОКРЕМИХ ВИДАХ РОСЛИННОЇ ПРОДУКЦІЇ ТА ГРУНТІВ.....	25
3.1. Аналіз та узагальнення результатів оцінки екологічної безпеки ґрунтів, яблук та продуктів їх переробки.....	25
ВИСНОВКИ.....	34
СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ.....	36

## ВСТУП

Актуальність теми полягає у оцінці екологічної безпеки навколишнього середовища є одним із пріоритетних напрямків державної політики сучасності. Одним з джерел забруднення природних екосистем, є побічні продукти підприємств металургійної, машинобудівної, приладобудівної, автомобільної та інших галузей промисловості, що містять значну кількість забруднюючих речовин, до складу яких входять різні органічні речовини – спирти, кислоти, поверхнево–активні речовини та нафтопродукти, а також високі концентрації іонів важких металів. Склад таких забруднювачів надзвичайно різноманітний, він змінюється в процесі появи нових виробництв і вдосконалення існуючих. Поряд з цим відбувається адсорбція важких металів в органічній речовині природних екосистем.

Мета дослідження – оцінити екологічну безпеку яблук та продуктів їх переробки шляхом простеження особливостей транслокації важких металів в системі ґрунт–яблука–яблучний сік.

Об'єкт дослідження: ґрунт, яблука, яблучний сік.

Предмет дослідження – особливості накопичення важких металів у ґрунті, яблуках та продуктах їх переробки.

Зразки ґрунту відібрано у лютому 2020 року та проаналізовано в лабораторії інструментальних методів досліджень ґрунтів ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського», яблука відібрано у вересні 2020 року та проаналізовано в лабораторії еколого–аналітичних досліджень ННІ екології Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна.

Методи проведення аналізу проб ґрунту, соку, яблук, жмиху – метод хромато–мас–спектрометрії.

У кваліфікаційній роботі були використані науково–навчальні матеріали та нормативні документи.

## РОЗДІЛ 1

### АКУМУЛЯЦІЯ ТА ТРАНСЛОКАЦІЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В СИСТЕМІ «ГРУНТ–РОСЛИНА»

#### 1.1. Важкі метали в системі елемент–грунт–рослина

Ґрунт «виробляє» мікроелементи з речовин які містяться в ньому, а також з внесених добрив, запилувачів. Вміщені в ньому мікроелементи переходять до рослин. Тому рослини, що їдуть в їжу, відображають особливості мікроелементного складу даного ґрунту і його геологічної структури. Надлишок таких мікроелементів, як ртуть, свинець, кадмій, селен, одержуваних з рослинної і тваринної їжі, можуть бути причинами отруєння організму, тоді як недолік заліза, цинку, марганцю, міді, фтору, йоду, кобальту, молібдену і того ж селену викликають цілий ряд проблем, пов'язаних з харчуванням. Брак елементів компенсується внесенням їх в ґрунт у вигляді нітратів амонію, кальцію, сульфату амонію, суперфосфатів, калійних добрив і т.д. Використовувані добрива, як правило, не очищені, тому разом з ними в ґрунт потрапляють елементи та їхні сполуки: Al, Cd, Pb, Ni, Se, Cr, Co. Акумуляуючись у ґрунті, токсичні речовини передаються по харчових ланцюгах біогеоценозу, діючи на все живе [1].

Токсичні метали вимагають особливої уваги. Вони мають високу токсикологічну активність, олігодинамічною дією, кумулятивними властивостями, наявністю специфічних, в тому числі виборчих, ефектів впливу на організм. Необхідно вживати відповідних заходів, які спрямовані на зниження до мінімуму їх вмісту в харчових продуктах. Основними джерелами антропогенного надходження важких металів в природне середовище є підприємства промисловості: теплові електростанції, металургійні заводи, кар'єри і шахти з видобутку поліметалічних руд і транспорт. Технологічні процеси підприємств чорної і кольорової металургії, які не забезпечені надійними засобами очищення газових викидів, що призводить до сильного забруднення атмосфери навколо цих підприємств. Забруднена атмосфера в

цьому випадку є головним джерелом накопичення важких металів в ґрунті і рослинах.

Рухливість важких металів в ґрунті і їх надходження до рослини дуже мінливе і залежить від багатьох факторів: виду рослин, ґрунтових і кліматичних умов. Концентрація важких металів у рослинах залежить також від віку рослин і сильно варіюється в різних органах. Хімічний склад рослин відображає елементний склад ґрунтового середовища. Однак на цю загальну закономірність впливає багато факторів. Тому вміст ВМ в рослинах дуже мінливий і на незабруднених ґрунтах коливається в широких межах. В умовах хімічних стресів, викликаних надлишком елементів, рослини в ході еволюції виробили механізми, що призводять до стійкості і порушень хімічного балансу в навколишньому середовищі. Найбільш активний вплив на рухливість металів у ґрунтах і їх засвоєння кореневими системами рослин надає кислотність ґрунту. Головний шлях надходження металів в рослини – це абсорбція корінням. Тому ґрунтове середовище – основне джерело елементів для рослин, коренева система яких може поглинати важкі метали активно (метаболічно) і пасивно (неметаболічно). У більшості випадків швидкість поглинання елементів позитивно корелює з вмістом їх доступних форм [1].

На цю головну закономірність впливають ряд факторів:

1. реакція середовища;
2. концентрація кальцію, магнію та інших іонів;
3. такі властивості ґрунтового середовища, як температура, аерація, окислювально–відновний потенціал;
4. вид рослини і стадія його розвитку.

Тому залежність між ступенем забруднення ґрунту важкими металами та інтенсивністю їх надходження в рослини є складною і не носить функціонального характеру. Пояснюється це тим, що не всі рослини мають однакову здатність накопичувати важкі метали. Ця властивість пов'язана з наявністю у рослин різного ступеня вираженості різних фізіолого–біохімічних захисних механізмів, що перешкоджають надходженню токсичних елементів

[1]. Незважаючи на істотну мінливість в здатності різних рослин до накопичення важких металів, біоаккумуляція елементів має певну тенденцію. Так, наприклад, за ступенем накопичення виділяють кілька груп елементів:

1. Cd, Cs, Rb – поглинаються легко;
2. Zn, Mo, Pb, Ag, As, Cu, Co – середня ступінь поглинання;
3. Mn, Ni, Li, Cr, Be, Sb – слабо поглинаються;
4. Se, Fe, Zn, Ba, Te – важко доступні рослинами.

Важкі метали можуть надходити в рослини і некореневим шляхом з повітряних потоків. На практиці широко застосовується обприскування рослин розчинами мікроелементів: заліза, міді, марганцю, молібдену та інших. Надходження елементів в рослини через листя, або фоліарне поглинання, відбувається, головним чином шляхом неметаболічного проникнення через кутикулу. Метали, що поглинаються листям можуть переноситися в інші рослинні тканини, зокрема в корені, в яких можуть знаходитися тривалий час у формі запасу. При перенесенні катіонів в рослинах найбільш важливу роль виконують хелатоутворюючі ліганди. Найбільш рухома і доступна для рослин частина сполук важких металів у ґрунті – це їх вміст в ґрунтовому розчині. Кількість іонів металів, що надходить у ґрунтовий розчин визначає токсичність конкретного елемента в ґрунті. Стан рівноваги в системі тверда фаза – розчин визначає сорбційні процеси, характер і спрямованість яких залежить від властивостей і складу ґрунту. Вплив властивостей ґрунту на рухливість важких металів і їх перехід в водну витяжку підтверджують дані про різну кількість водорозчинних з'єднань Zn, Pb, Cu, Cd, які переходять з ґрунтів з різного рівня родючості при однакових дозах внесених металів [1].

Між концентрацією металів у ґрунтових розчинах і їх поглинанням корінням рослин, як правило, існує пряма лінійна залежність. Це положення свідчить про те, що ні запас важких металів в ґрунті, а їх водорозчинні або рухомі форми визначають доступність елементів для рослин.

На цьому принциповому положенні заснована розробка методів визначення рухливих, або доступних для рослин, елементів шляхом кислотної екстракції.

Концентрація у ґрунтовому розчині важких металів, видобутих водною витяжкою, характеризує найбільш активну частину їх з'єднань. Це сама агресивна і динамічна фракція важких металів, що характеризує ступінь рухливості елементів в ґрунті. Високий вміст водорозчинних форм ВМ може призводити не тільки до забруднення рослинної продукції, а й до різкого зниження врожаю аж до його загибелі. При дуже високому вмісті у ґрунті водорозчинних форм важкого металу, вона стає самостійним чинником, що визначає величину врожаю і ступінь його забрудненості.

Вирішальну роль у розподілі важких металів у системі ґрунт – розчин грають процеси сорбції–десорбції на твердій фазі ґрунту, що визначаються властивостями ґрунту і не залежать від форми внесеного з'єднання. Утворені сполуки важких металів з твердою фазою ґрунту термодинамічно більш стійкі, ніж внесені з'єднання, і вони визначають концентрацію елементів у ґрунтовому розчині.

Важкі метали здатні накопичуватися в нижніх горизонтах ґрунтів незалежно від їх генезису. Загальний вміст рухомих форм в меншій кількості характерно для піщаних ґрунтів, в значно більшому – для суглинистих. Тобто є тісний зв'язок між вмістом рухомих форм елементів і гранулометричним складом ґрунтів. Аналогічна позитивна залежність простежується між вмістом рухомих форм важких металів і вмістом гумусу.

Вміст рухомих форм важких металів схильне до сильних коливань, що пов'язано зі змінною біологічною активністю ґрунтів і впливом рослин.

Вміст міді в рослинах, характерне для незабруднених районів, коливається від 1 до 30 мг / кг сухої маси, а в золі від 500 до 1500 мг / кг. Концентрація міді в рослинах, що перевищує 20 мг / кг сухої маси, умовно вважається пороговою. Вміст цинку в зерні пшениці від 22 до 33 г/кг сухої речовини. Забруднення навколишнього середовища цинком збільшує

концентрацію цього елемента в рослинах, яка може досягати десятих часток відсотка. Вміст свинцю в харчових продуктах в незабруднених областях становить 0,05–3,0 мг / кг сухої маси. У забруднених районах рослини можуть поглинати свинець як з ґрунту, так і з повітря, що призводить до аномального його накопиченню особливо, в листі. На забруднених ВМ ґрунтах вміст у рослинах може зростати в декілька разів, особливо у випадках, коли фоновий вміст цих елементів в результаті антропогенних навантажень багаторазово збільшується.

При прогнозуванні надходження ВМ в рослини слід брати до уваги також розходження в отриманні металів в культурах, вирощених на різних типах ґрунтів. Так, найменше надходження міді в рослини спостерігається на торф'янистих ґрунтах, потім в порядку зростання йдуть чорноземи, сіроземи, вапнованих дерново–підзолисті і кислі дерново–підзолисті ґрунти [1].

1.2. Деякі особливості надходження до рослин важких металів за умов забруднення довкілля

На сьогодні екосистеми, особливо в регіональних межах, суттєво змінюють свою здатність до виконання різноманітних біогеохімічних функцій, які визначають утворення газів атмосфери, здійснення окислювально–відновлювальних процесів, концентрацію та розсіювання хімічних елементів в ландшафтах [2]. Концентрування промислових підприємств на обмежених територіях поблизу джерел сировини та енергії, постійне нарощування їх промислових потужностей нерідко призводить до злиття локальних зон емісії і формуванню стійкого регіонального поля забруднення. Тому в більшості промислових регіонів постійно існує небезпека виникнення гострих екологічних криз [3].

Рослинний покрив — могутній біогеохімічний бар'єр, який концентрує на собі повітряні мігранти, до числа яких в умовах техногенного середовища

належать важкі метали, сполуки фтору, сірки, азоту, органічні забруднювачі та інше.

Так, за розрахунками В. П. Бессонової впродовж вегетації одне дерево в залежності від виду потенційно може вилучити з атмосферного повітря від 240,6 до 821,55 г магнію, 3070,5–10269,9 г феруму, 250,6–850,8 г кальцію, 298,1–997,0 г алюмінію та 375,3–1255,5 г мангану [4].

Використання рослин для оптимізації промислового середовища — проблема багатогранна і заслуговує всебічного вивчення з позицій різних напрямків біологічної науки, особливо тих, що вивчають катаболізм невластивих рослинам сполук. В цьому аспекті важливим є встановлення шляхів надходження, транспорту і перетворення ксенобіотиків; встановлення особливостей функціонування детоксикаційних механізмів рослинної клітини; вивчення біохімічних основ очистки атмосфери, ґрунту та води рослинами і виявлення видів, здатних до активної акумуляції ксенобіотиків із оточуючого середовища; визначення ролі рослин в круговороті продуктів їх перетворення в біосфері [5].

Збільшення вмісту важких металів у ґрунті призводить до зростання їх концентрації в рослинах. Про це свідчать численні факти, отримані при вивченні рослинності природних геохімічних аномалій. Те ж саме простежується і при антропогенному забрудненні ґрунтів. Необхідно зазначити, що реакції рослин на надлишок важких металів при техногенному забрудненні викликають значний практичний інтерес, оскільки вони впливають на сільськогосподарські угіддя та лісові масиви, погіршуючи рекреаційну здатність місцевих ландшафтів, продуктивність лісів та якість продукції рослинництва.

Однак, пряма кореляція між вмістом металів в ґрунтах та рослинах виявляється не завжди, оскільки надходження важких металів до рослин визначається не тільки валовим вмістом, але і концентрацією в ґрунті їх рухомих форм. Деякі фізико–хімічні властивості ґрунту також істотно впливають на доступність важких металів для рослин. До їх числа відносяться:

механічний склад, рН ґрунту, вміст органічної речовини, катіонообмінна здатність та ін. [6]. Перехід рухомих іонів важких металів в малорухомий стан можливий внаслідок ізоморфного заміщення в реакціях іонного обміну і хелатування. Під час надходження до ґрунту елементів–забруднювачів в аніонній формі поглинальна роль ґрунту менш ефективна. Це зумовлено незначною адсорбційною здатністю глинистих мінералів стосовно аніонів, бо вони містять мало реакційних груп, які несуть позитивний заряд [7].

Поглинання хімічних елементів рослинами залежить від характеру будови і хімічного складу клітинних оболонок. При надходженні важких металів у рослинні організми К.Д. Каракис [8] виділяє наступні основні етапи:

- збагачення іонами вільного простору апопласту (за рахунок обмінної адсорбції, дифузії та пасивної фізико–хімічної адсорбції);
- подолання мембранного бар'єра — проникнення іонів у симпласт;
- радіальна міграція по тканинах кореня і судинних провідних пучках.

Наявність двох шляхів переміщення важких металів у рослині (апоплазматичного і симплазматичного) визначає різні рівні вмісту елементів в їх органах. У вегетативні частини рослин іони металів надходять переважно апоплазматичним шляхом, а в репродуктивні частини — симплазматичним. Таким чином, біологічний фільтр симпласту захищає рослини від неконтрольованої акумуляції важких металів [9].

Аналіз даних літератури дозволяє констатувати, що в більшості випадків над активним поглинанням купруму переважає пасивна абсорбція, особливо в інтервалі токсичних для рослин концентрацій. В тканинах коренів елемент практично цілком знаходиться в комплексних формах, однак вірогіднішим є, що в клітині кореневої системи купрум надходить в дисоційованих формах [10]. Незважаючи на значну складність механізмів абсорбції, між концентраціями купруму, які вимірювались в поживних або ґрунтових розчинах, і вмістом в рослинах можна спостерігати взаємозв'язок, особливо в області токсичних концентрацій. Так, його акумуляція в тканинах *Vaccinium angustifolium* L., які ростуть поблизу металургійного комбінату в провінції

Онтаріо (Канада), виявила логарифмічну залежність зростання вмісту елементу в рослинах зі зменшенням відстані від джерела емісії.

Розподіл елементу в органах рослин дуже мінливий. В коренях купрум зв'язаний в основному з клітинними стінками і малорухомий. Так, Г.В. Кириловою показано переважне накопичення іонів купруму саме в кореневій системі [11]. У проростків найбільші концентрації сполук купруму виявляються завжди в фазі інтенсивного росту при оптимальному рівні його надходження. Значна частина елементу, що присутня в зелених тканинах, зв'язана, можливо, в пластоціанінах та в деяких білкових фракціях. Водночас спостерігається тенденція до накопичення купруму в репродуктивних органах рослин, але вона має значну видоспецифічність [11].

Цинк з розчинних сполук легко доступний для рослин, та за літературними даними його поглинання лінійно зростає з підвищенням концентрації в поживному розчині і в ґрунтах [12]. Швидкість акумуляції цинку значно варіює в залежності від виду рослин та умов середовища. Велике значення має склад поживного середовища, над усе присутність кальцію. Коренева система рослин, як правило, містить набагато більше цинку, ніж надземна частина, особливо якщо рослина виросла на ґрунті з високим його вмістом. За оптимального рівня вмісту цього елементу в ґрунті він може переміщуватися з коренів і накопичуватися в верхніх частинах рослин. Скоріш за все в клітині він депонується в хлоропластах, в рідині вакуолей та в клітинних мембранах. Показано, що за оптимальних концентрацій в розчинах або ґрунті надходження цинку здійснюється метаболічним шляхом і меншою мірою може бути задіяний і неметаболічний шлях його надходження до рослин. Проте з суттєвим підвищенням вмісту купруму в оточуючому середовищі останній шлях надходження елементу до рослин може мати переважне значення [5].

Доведено, що кадмій, який не входить до числа необхідних для рослини елементів, ефективно поглинається кореневою системою рослин. Оцінка взаємозв'язку між його накопиченням тканинами кореня і концентрацією в

середовищі вказує, на наявність двох різних фаз поглинання при концентраціях від 0,01 до 0,4 мкг. Перша фаза знаходиться в інтервалі 0,01–0,1, а друга в інтервалі— 0,1–0,4 мкг. Аналіз цих даних показав, що характер поглинання погоджується з кінетикою Михаеліса–Ментен. Це у свою чергу свідчить про те, що поглинання кадмію регулюється мембранним транспортом [13]. За наявності в середовищі вирощування іонів кадмію і нікелю показаний двохфазний характер акумуляції кадмію. Так, у проростків *Zea mays* L. та *Pisum sativum* L. вже через годину експозиції вони надходили в тканини коренів. Причому в коренях *P.sativum* за спільного впливу обох металів, на відміну від *Z. mays*, накопичення нікелю відбувалось з більшою в 1,7–2,4 рази швидкістю, ніж кадмію [13].

Найбільш інтенсивне поглинання токсикантів коренями відбувається в перші 7 годин стресового впливу, коли в кореневій системі *P. sativum* накопичувалось близько 50–70 % всього поглинутого за 24 години кадмію та нікелю відповідно. Процес поглинання іонів обох металів після 7–годинної експозиції виходив на плато і наступала лінійна фаза, яка характеризувалась уповільненням швидкості абсорбції металів [14].

Надходження кадмію до рослин збільшується зі зростанням його концентрації в ґрунті або в поживному розчині. Багатьма дослідниками вважається, що головним фактором, який контролює як сумарне, так і відносне поглинання кадмію є рН ґрунту. Легше всього він переміщується в ґрунтах зі значенням рН < 6, при підвищенні цих значень поглинання кадмію рослинами зменшується, що пов'язане зі зниженням розчинності його сполук і доступності для рослин [13]. Важливу роль у процесах надходження кадмію у корені рослин відіграють хелатуючі агенти, які можуть або знижувати доступність елемента для рослин, або підвищувати його розчинність і поглинання [13]. Крім вищенаведених ґрунтових факторів на процеси акумуляції кадмію може впливати присутність деяких катіонів. Так,  $\text{Ca}^{2+}$  знижує надходження цього металу за рахунок зменшення адсорбції коренями; високі концентрації цинку і феруму інгібують поглинання і транспорт кадмію у надземні частини рослин.

Проте, стосовно взаємодії кадмію та цинку необхідно констатувати, що існують дані як про антагонізм, так і про синергізм між цими елементами в процесах поглинання та транспорту [13].

Щодо того, у якій формі здійснюється цей транспорт єдиної думки немає. Kabata–Pendias вважає, що перенос кадмію у рослині здійснюється речовиною–носієм аналогічно цинку, але має обмежені масштаби через те, що кадмій легко захоплює більшість обмінних позицій в активних речовинах, розташованих на клітинних стінках. Іншими дослідниками показано, що кадмій транспортується в надземну частину в катіонній формі, оскільки в міжклітинних розчинах тканин коренів і листків він представлений у формі іона  $Cd^{+2}$  [15].

Детальне дослідження надходження кадмію у стебла при використанні радіоактивного ізотопу  $^{115}Cd$  показало наявність декількох періодів його пересування в тканинах. У лаг–періоді (30–60 хв) він, в основному, накопичується в основі стебла. Протягом наступних 6 годин відбувається насичення кадмієм судин ксилеми і проникаючих тканин. Потім настає лінійна фаза, що характеризується постійною швидкістю накопичення елемента; при цьому його вміст в ксилемі стабілізується. Кадмій із ксилеми потрапляє не тільки у паренхімні клітини, пов'язані із судинами. Він поширюється радіально в усі тканини, включаючи епідерміс [13].

Також встановлена видоспецифічність транслокації іонів кадмію від коренів до надземної частини рослин. Наприклад, при наявності у середовищі вирощування іонів кадмію і нікелю їх накопичення в тканинах органів асиміляції *Z. mays* відбувалось лише після 7–годинної експозиції, а у *P. sativum* — вже в першу годину. Причому їх акумуляція зростала з подовженням тривалості стресового впливу та збільшенням концентрації токсикантів. В листках *Z. mays* з подовженням дії важких металів до 12 годин спостерігалась тенденція до уповільнення темпів акумуляції нікелю, тоді як кадмію – зростала в 1,7–2 рази. Призупинення зростання темпів накопичення кадмію відбувалось після 24–годинного стресового впливу [14].

Визначення розподілу різних за розчинністю форм кадмію в рослинних

тканинах показало, що в молодих тканинах елемент переважно знаходився у розчинній формі (80 % представлено Cd–пептидами), тоді як у дорослих рослин розчинні та нерозчинні сполуки кадмію були представлені в однаковій мірі [16]. Дослідженнями Н.Г. Осмолівської доведено, що при вирощуванні *Phaseolus vulgaris* в умовах водної культури кадмій, переважним чином, акумулювався в кореневій системі рослин та практично повністю був представлений водонерозчинними формами [17]. Разом з цим хімічні форми кадмію змінюються з підвищенням концентрації останнього. Також на процеси акумуляції кадмію рослинами можуть впливати і аніони. Наприклад, нашими дослідженнями показано, що в коренях та органах асиміляції 10–добових проростків *Glycine max* (L.) Merr. кадмію акумулювалось більше в 1,4 та 1,7 разів відповідно при використанні його сірчаноокислих сполук, ніж хлориду [18].

Рослини здатні поглинати плумбум як з ґрунту, так і з повітря незважаючи на те, що він вважається металом з низькою біологічною доступністю і найбільше накопичується в тканинах коренів. Аналіз даних щодо поглинання плумбуму кореневою системою свідчить, що як правило він надходить до рослин пасивно. Швидкість поглинання плумбуму знижується при вапнуванні ґрунтів та низьких температурах. Разом з цим, на процеси транслокації елемента не впливає рН ґрунту, оскільки він здатний до утворення ковалентних зв'язків не залежно від значень рН. Незважаючи на погану розчинність сполук плумбуму в ґрунті, його іони поглинаються корневими волосками і затримуються у целюлозних оболонках клітин [19].

Вміст плумбуму в рослинах в межах певних рудних провінцій корелює з концентрацією у ґрунті. Коли елемент присутній в поживному розчині у іонній формі, коренева система рослин здатна інтенсивне його поглинати, при цьому швидкість процесу зростає з підвищенням концентрації і тривалості вирощування. Дослідженнями [20] показано, що акумуляція елемента в ризосфері рослин підвищується внаслідок інтенсифікації функціонування мікроорганізмів на поверхні коренів та в ризосферному шарі ґрунту [19].

Транслокація плюмбуму з коренів до надземної частини рослин досить обмежена і тільки близько 3 % токсиканту переміщується до стебла [20].

Плюмбум, що переноситься повітрям — головне джерело свинцевого забруднення – також легко поглинається листками рослин. Дослідження показали, що осад плюмбуму на поверхні листків ефективно поглинається клітинами. Хоча вважалось, що більша частина свинцевого забруднення може бути видалена з листової поверхні змивом [21].

## РОЗДІЛ 2

### МЕТОДИ ДОСЛІДЖЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПРОДУКТІВ ПЕРЕРОБКИ ФРУКТІВ ТА ҐРУНТІВ

#### 2.1. Методологія та методика відбору проб ґрунту

З метою визначення шляхів надходження окремих хімічних елементів до рослинної продукції було проведено ряд польових та лабораторних досліджень.

Дослідження проводилися у два етапи: польовий (відбір проб та зразків) та лабораторний – аналіз проб та зразків. Зразки ґрунту були проаналізовані на вміст рухомих сполук (Cr, Zn, Cu, Pb, Cd, Fe, Mn, Co, Ni). Аналіз проводився в ННЦ «Інститут ґрунтознавства та агрохімії імені О. Н. Соколовського», (лабораторія інструментальних методів досліджень ґрунтів). Польові дослідження включали відбір зразків ґрунту, рослинної продукції (яблука). Зразки ґрунту відбирали пластиковою лопатою на глибині 0–30 см. методом конверта, згідно з вимог до відбору зразків ґрунту [22].

Відбір зразків ґрунту проводився відповідно до ДСТУ 4287:2004, методом конверту:

- відбір проб: на кожній з ділянок по діагоналі або по «конверту» (чотири точки по кутах і одна в центрі) в його п'яти точках відбирають проби (найчастіше точкові проби відбирають з орного горизонту ґрунту, де глибина становить 0–20 см);

- проби, відібрані для проведення хімічного аналізу, упаковують в емності з хімічно нейтрального матеріалу або поліетиленові мішечки і докладають до них етикетки. На етикетці повинні бути вказані: область, район, господарство; номер розрізу; горизонт і глибина взяття зразка; дата та прізвище дослідника. [22];

- підготовка ґрунту для аналізу: підготовка проби полягає в перемішуванні, подрібненні і скорочення до певної маси.

Для більш детального визначення вмісту важких металів крім осередненої проби нами було проаналізовано також і окремі проби. Зразки ґрунту відібрано у лютому 2020 року, загальна кількість зразків 5 (рис. 2.1, 2.2).



Рис. 2.1 – Місце відбору зразків ґрунту та яблук

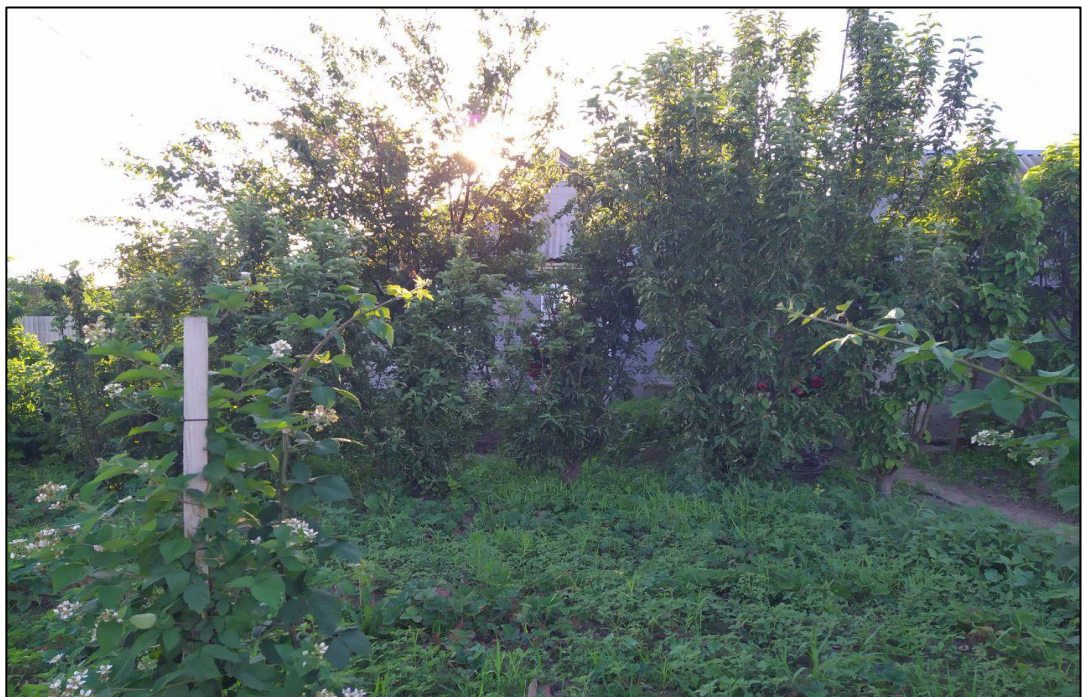


Рис 2.2 – Присадибна ділянка з колоновидними яблунями

## 2.2. Методологія підготовки проб яблук та продуктів їх переробки для проведення лабораторного аналізу

Дослідження проводилися у два етапи: польовий – відбір зразків та лабораторний – аналіз зразків. Зразки яблук, соку та жмиху було проаналізовано на вміст рухомих сполук Pb, Cr, Cd, As, Sn. Аналіз проводився у лабораторії аналітичних екологічних досліджень ННІ екології Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна.

Було відібрано 3 сорти яблук, кожен зразок важив приблизно 500 г. Після цього, яблука кожного із сортів було очищено від ґрунту за допомогою проточної води. Після цього, усі зразки яблук було подрібнено. Кожен з зразків яблук було подрібнено за допомогою соковитискача. Для визначення вмісту важких металів на лабораторному етапі було використано атомно-абсорбційний спектрофотометр МГА 915 МД.

Метод спектрометрії полягає у наступному:

- Суміш вводиться в хроматограф, де її компоненти поділяються, і по черзі надходять в мас-спектрометр. Іонізація та поділ іонів, що утворилися і їх реєстрація дають можливість отримати мас-спектри;
- результат експерименту включає хроматограму зразка і мас-спектр кожного компонента. За ним можна провести ідентифікацію (якісний аналіз) та оцінити кількість компонентів у вихідному зразку (кількісний аналіз).

Головною перевагою спектрометрії полягає в тому, щоб визначити скільки компонентів складають органічну речовину, дізнатися які це компоненти (ідентифікувати їх) і дізнатися скільки кожного з'єднання міститься в суміші.

## РОЗДІЛ 3

## ДОСЛІДЖЕННЯ ЗАКОНОМІРНОСТЕЙ НАКОПИЧЕННЯ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ В ОКРЕМИХ ВИДАХ РОСЛИННОЇ ПРОДУКЦІЇ ТА ГРУНТІВ

3.1. Аналіз та узагальнення результатів оцінки екологічної безпеки ґрунтів, яблук та продуктів їх переробки

Для проведення дослідження щодо екологічної безпеки ґрунтів, яблук та продуктів їх переробки нами було обрано ділянку за адресом: с. Руська Лозова, вул. Островського № буд. 90, Дергачівського району, Харківської області. Дана ділянка знаходиться на великій відстані від автодоріг і на нашу думку не підвернута антропогенному впливу.

На цій ділянці нами було здійснено відбір п'яти зразків ґрунту методом конверту та три сорту яблук – Президент, Малюха, Бурштинове намісто.

Таблиця 3.1

**Вміст хімічних елементів у шарі ґрунту 0–25см [за автором]**

Елемент	Cu	Co	Fe	Ni	Cd	Zn	Mn	Pb	Cr
ґрунт, 1 зразок, мг/кг	0,245	0,23	2,25	1,08	0,001	0,68	23,89	1,56	0,001
ґрунт, 2 зразок, мг/кг	0,365	0,005	0,03	0,48	0,001	0,005	0,915	0,005	0,001
ґрунт, 3 зразок, мг/кг	0,315	0,15	0,21	0,29	0,001	0,005	1,405	0,005	0,1
ґрунт, 4 зразок, мг/кг	0,545	0,58	0,55	0,155	0,001	0,001	0,59	0,456	0,001
ґрунт, 5 зразок, мг/кг	0,155	0,3	0,235	0,665	0,001	0,57	1,79	0,755	0,001
<b>X, мг/кг</b>	<b>0,325</b>	<b>0,253</b>	<b>0,655</b>	<b>0,534</b>	<b>0,001</b>	<b>0,252</b>	<b>5,718</b>	<b>0,556</b>	<b>0,020</b>
ГДК речовини, мг/кг	3,0	5,0		4,0		23,0	50,0	6,0	6,0
Фонові концентрації, мг/кг			2,0		0,1				

У зв'язку з тим, що зразки ґрунту було відібрано в межах однієї присадибної ділянки, результати визначення вмісту важких металів нами було усереднено. Як видно з отриманих результатів (таблиця 3.1, рис. 3.1) жодного перевищення гранично допустимих та фонових концентрацій важких металів в усередненому зразку ґрунту не спостерігається.

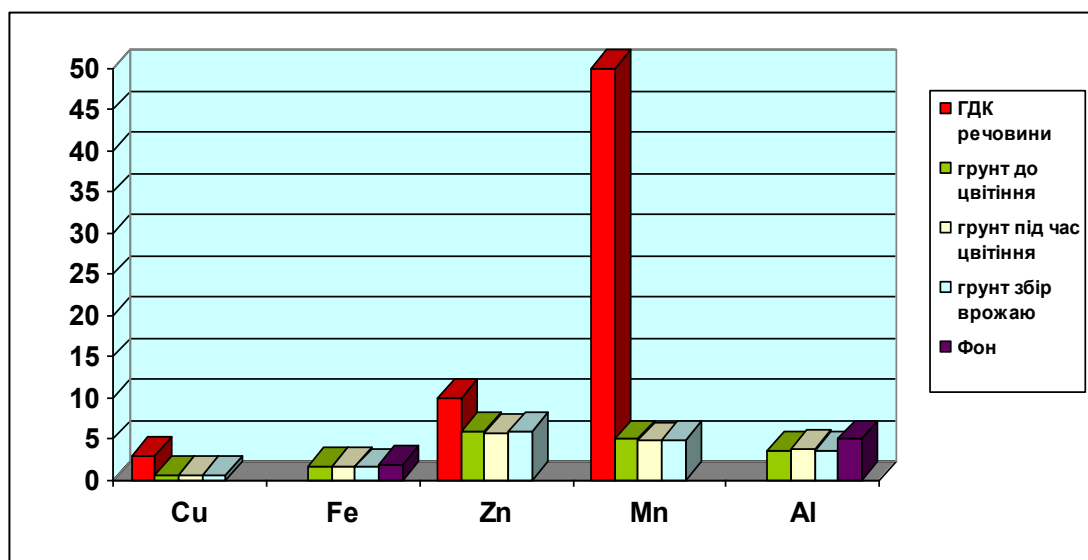


Рис. 3.1 – Порівняльний вміст важких металів у усередненій пробі ґрунту [за автором]

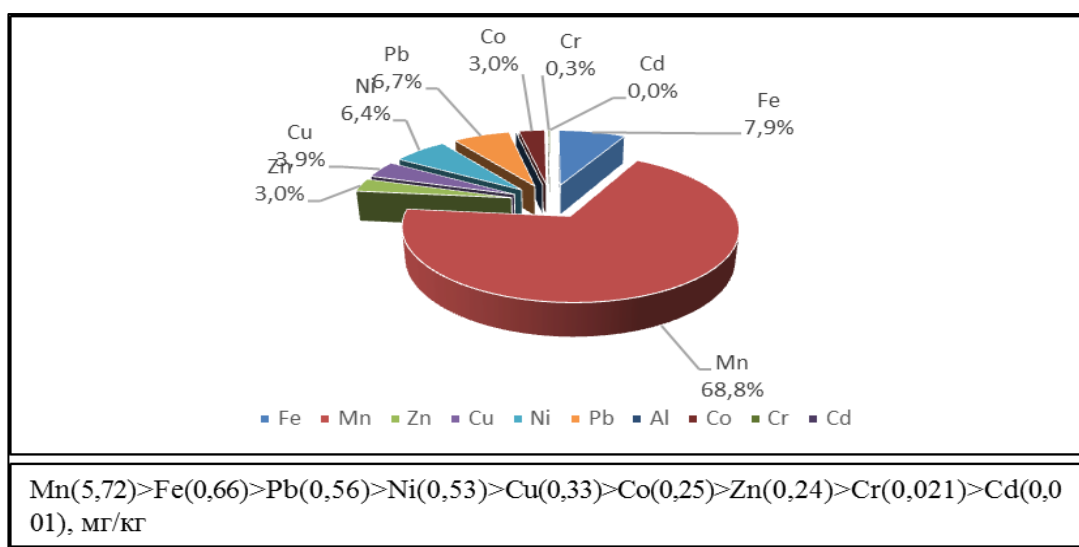


Рис. 3.2 – Відсотковий вміст важких металів в усередненій пробі ґрунту [за автором]

З результатів, які наведено на даному слайді можливо зробити висновок, що фоноформуючим елементом у усередненому зразку ґрунту є манган, який має 68,8 % загального відсоткового вмісту. Останніми в акумулятивних рядах є хром та кадмій.

Взагалі слід зазначити, що екологічна якість усередненого зразку ґрунту, який було відібрано на присадибний ділянці повністю відповідає нормативним вимогам, які застосовуються до ґрунтового покритву неурбанізованих ділянок. Такий висновок зроблено виходячи із того, що відсутнє жодного гранично допустимих та фонових концентрацій досліджуваних хімічних елементів.

Наступним етапом досліджень було встановлення вмісту важких металів у 3 сортах яблук – Президент, Малюха, Бурштинове намисто.

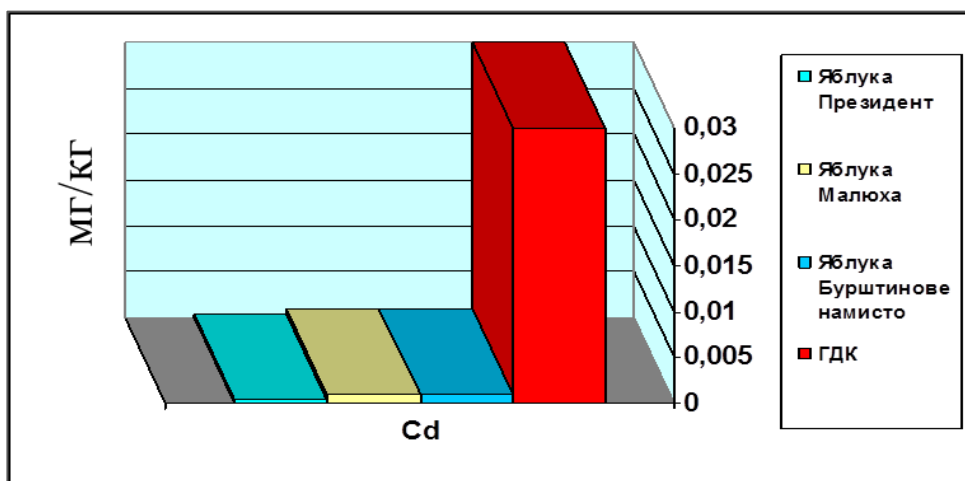


Рис. 3.3 – Експериментальні значення вмісту кадмію у м'якоті яблук та ГДК елементу [за автором]

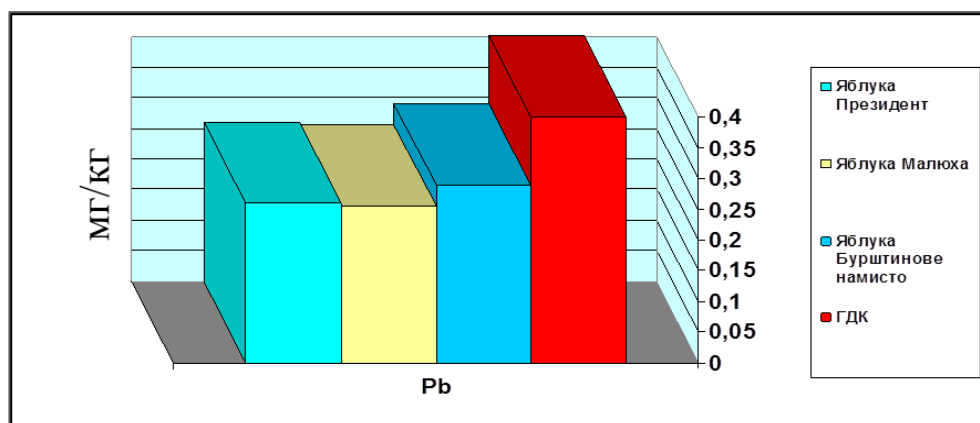


Рис. 3.4 – Експериментальні значення вмісту свинцю у м'якоті яблук та ГДК елементу [за автором]

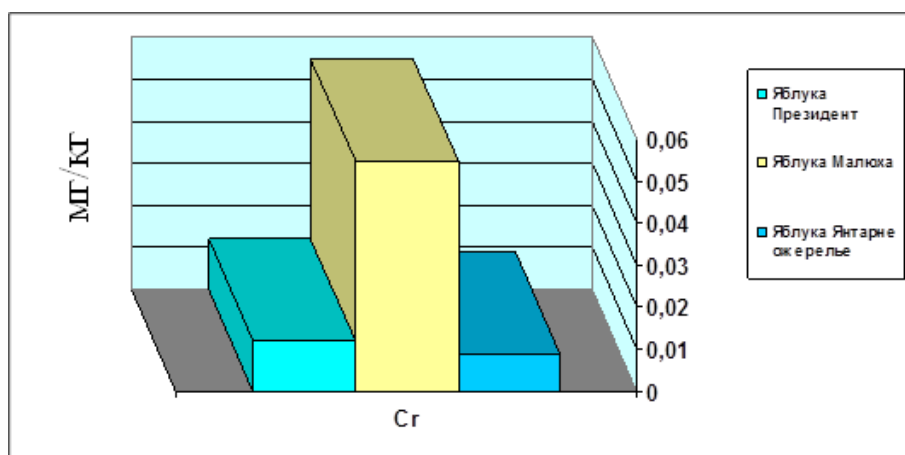


Рис. 3.5 – Експериментальні значення вмісту хрому у м'якоті яблук [за автором]

Аналіз вмісту важких металів у 3 сортах яблук (рис. 3.3–3.5) показав, що миш'як та олово не виявлено у жодному із зразків яблук, також не зафіксовано перевищень ГДК по Pb, Cd у всіх зразках яблук.

$$Pb(0,26) > Cr(0,012) > Cd(0,0004), \text{ мг/кг (Президент)}$$

$$Pb(0,255) > Cr(0,055) > Cd(0,0008), \text{ мг/кг (Малуха)}$$

$$Pb(0,294) > Cr(0,0091) > Cd(0,0009), \text{ мг/кг (Бурштинове намисто)}$$

При вивченні акумулятивних рядів вмісту визначених хімічних елементів найбільший вміст мав свинець, а найменший кадмій у всіх зразках яблук.

Далі нами було встановлено вміст важких металів у жмиху 3 сортів яблук – Президент, Малуха, Бурштинове намисто.

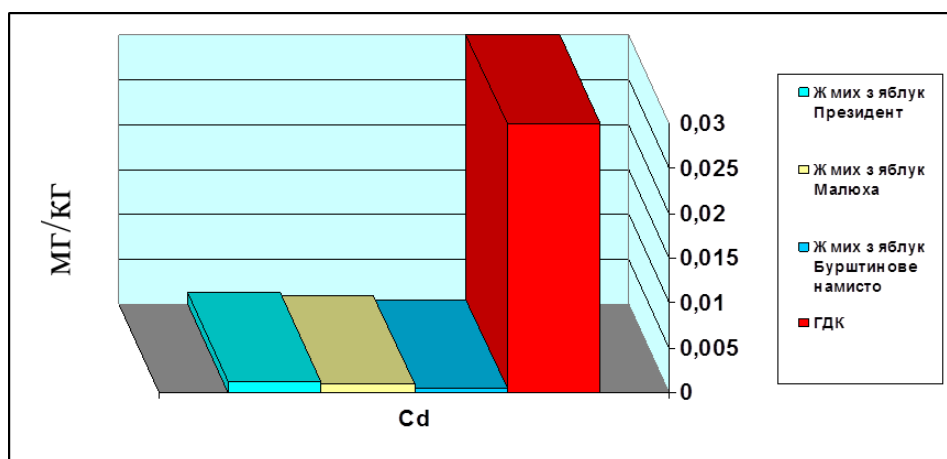


Рис. 3.6 – Експериментальні значення вмісту кадмію у жмиху яблук та ГДК елементу [за автором]

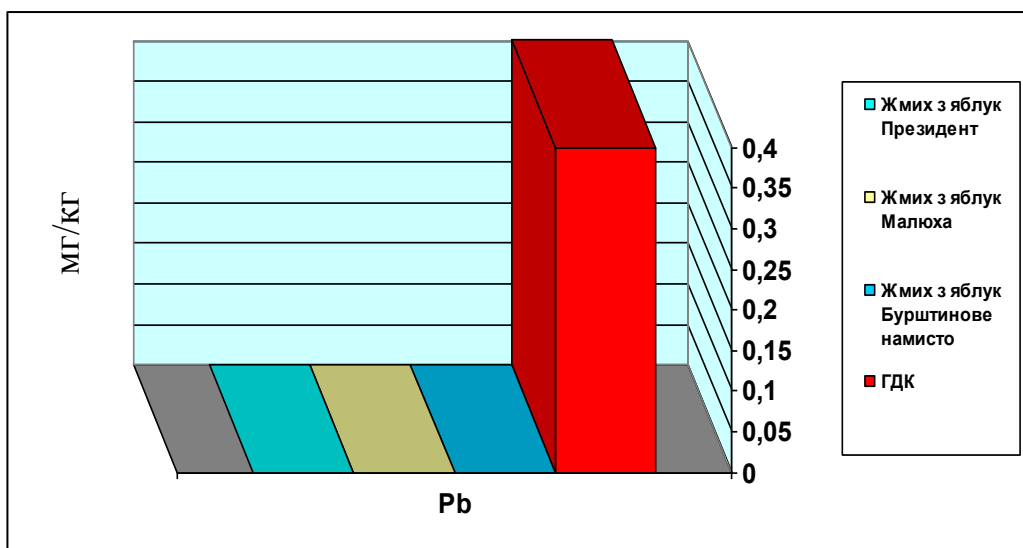


Рис. 3.7 – Експериментальні значення вмісту п्लумбуму у жмиху яблук та ГДК елементу [за автором]

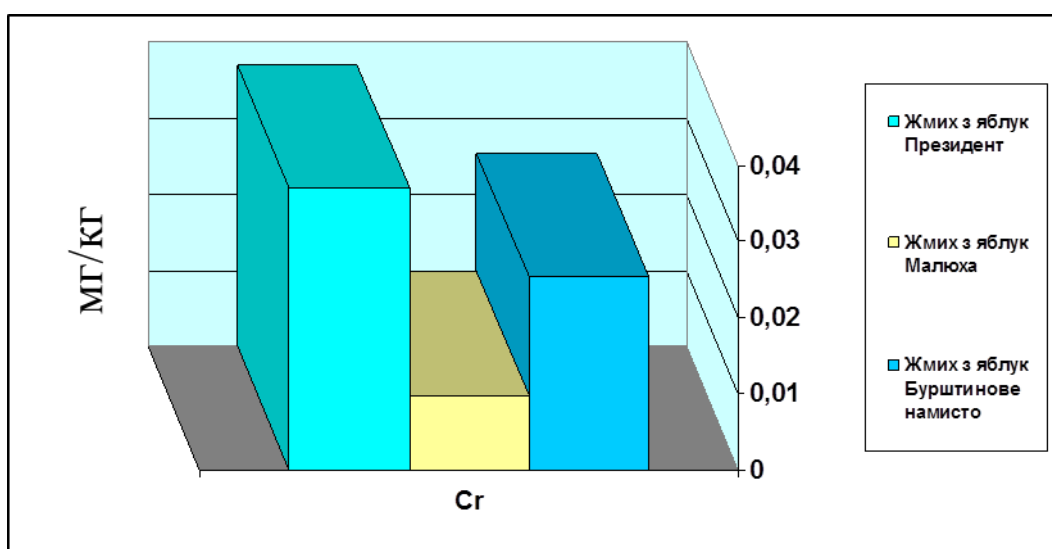


Рис. 3.8 – Експериментальні значення вмісту хрому у жмиху яблук [за автором]

Аналіз вмісту важких металів у жмиху 3 сортів яблук (рис. 3.6–3.8) показав, що миш'як та олово не виявлено у жодному із зразків жмиху, також не зафіксовано перевищень ГДК Cd у всіх зразках жмишу. У жмиху яблук свинець не було виявлено у жодному із зразків.

$$Cr(0,0378) > Cd(0,0012) > Pb(0,00), \text{ мг/кг (Президент)}$$

$$Cr(0,0098) > Cd(0,0009) > Pb(0,00), \text{ мг/кг (Малуха)}$$

$$Cr(0,0254) > Cd(0,0005) > Pb(0,00), \text{ мг/кг (Бурштинове намисто)}$$

Аналіз акумулятивних рядів показав, що у жмиху яблук з двох виявлених металів більший вміст мав хром у всіх зразках.

Наступним експериментальним кроком було дослідження яблучного соку на вміст важких металів.

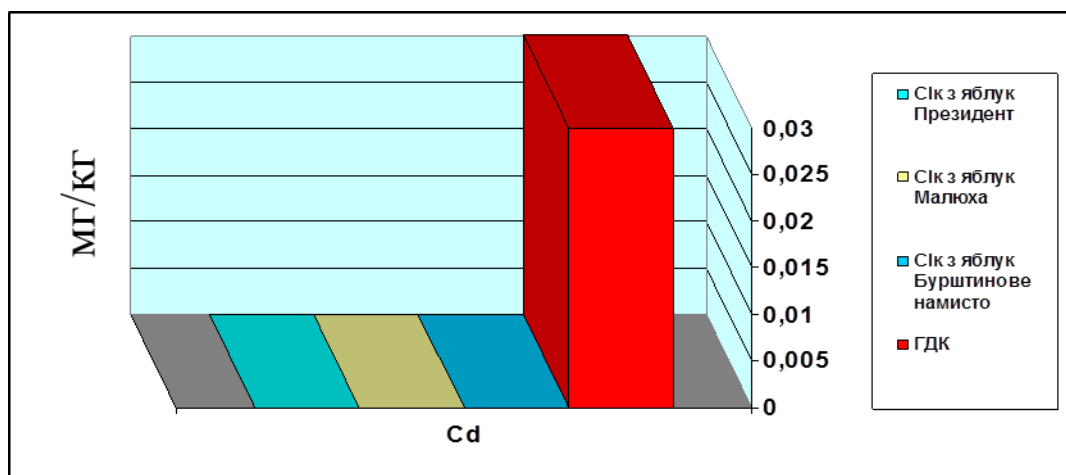


Рис. 3.9 – Експериментальні значення вмісту кадмію у соці яблук та ГДК елемента [за автором]

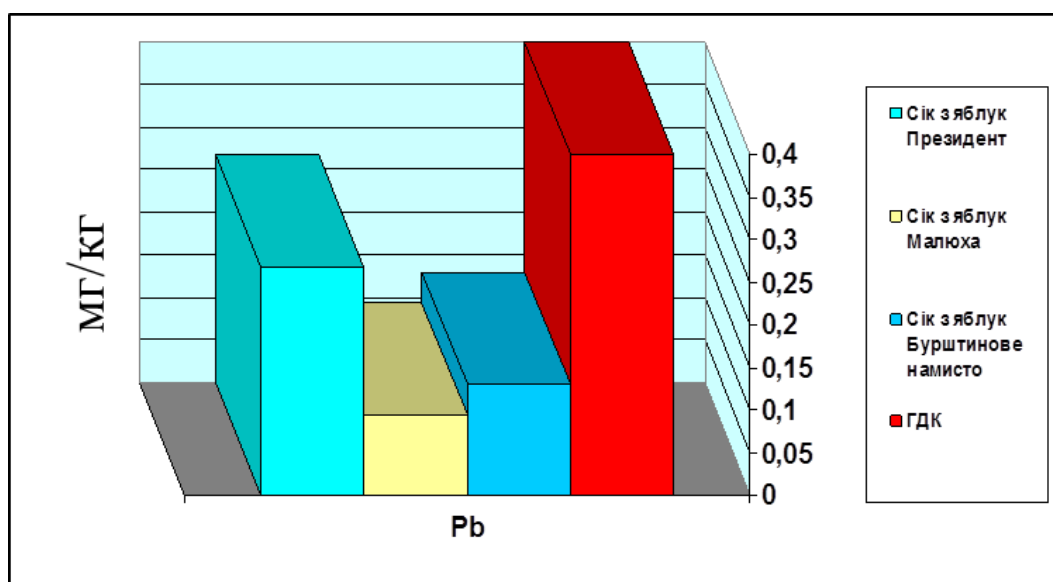


Рис. 3.10 – Експериментальні значення вмісту п्लумбуму у соці яблук та ГДК елемента [за автором]

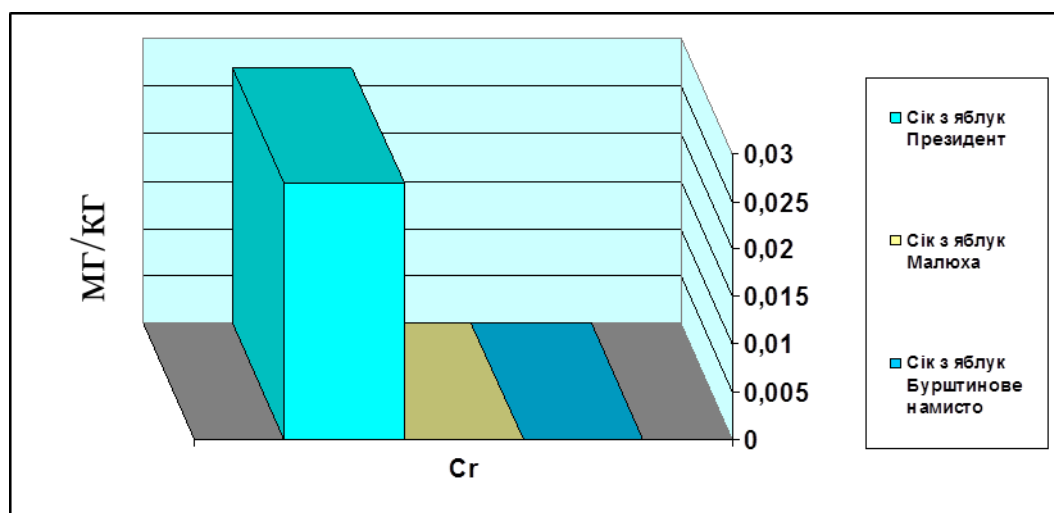


Рис. 3.11 – Експериментальні значення вмісту хрому у соці яблук [за автором]

$$Pb(0,268) > Cr(0,0269) > Cd(0,0), \text{ мг/кг (Президент)}$$

$$Pb(0,094) > Cr(0,0) > Cd(0,0), \text{ мг/кг (Малюха)}$$

$$Pb(0,129) > Cr(0,0) > Cd(0,0), \text{ мг/кг (Бурштинове намісто)}$$

З отриманих даних встановлено, що кадмій не було виявлено у всіх зразках соку, а Cr у зразках соку яблук Малюха та Бурштинове намісто.

Надалі нами було розраховано коефіцієнти переходу для систем ґрунт–яблука, яблука–жмих та жмих–яблучний сік (табл. 3.1–3.3, формули 3.1–3.3).

Таблиця 3.2

### Коефіцієнт переходу у системі ґрунт–яблуко

Коефіцієнт переходу у системі ґрунт–яблуко	Pb	Cd	Cr
сорт яблук «Президент»	0,468646	0,428	0,577692
сорт яблук «Малюха»	0,458486	0,891	2,670673
сорт яблук «Бурштинове намісто»	0,529835	0,985	0,438423

$$k_{\text{пр}} = \frac{C_{\text{ябл}}}{C_{\text{грунт}}} \quad (3.1)$$

де  $k$ - коефіцієнт переходу;

$C$  -концентрація.

Таблиця 3.3

### Коефіцієнт переходу у системі жмих–яблука–яблуко

Коефіцієнт переходу у системі жмих–яблука	Pb	Cd	Cr
сорт яблук «Президент»	0	2,988318	3,145806
сорт яблук «Малюха»	0	1,054994	0,177228
сорт яблук «Бурштинове намисто»	0	0,511675	2,785332

$$k_{\text{пр}} = \frac{C_{\text{жмих}}}{C_{\text{ябл}}},$$

Таблиця 3.4

### Коефіцієнт переходу у системі яблука–сік

Коефіцієнт переходу у системі яблука–сік	Pb	Cd	Cr
сорт яблук «Президент»	1,03198	0	2,238682
сорт яблук «Малюха»	0,368613	0	0
сорт яблук «Бурштинове намисто»	0,438146	0	0

$$k_{\text{пр}} = \frac{C_{\text{сік}}}{C_{\text{ябл}}}$$

Єдиним встановленим випадком переходу важких металів із ґрунту до яблук був Cr ( $K_{пр}=2,67$ ), сорт яблук Малюха. Із яблук до жмиха переходять Cd ( $K_{пр}=2,98$ ) та Cr ( $K_{пр}=3,14$ ) – сорт яблук Президент; Cr ( $K_{пр}=1,05$ ), сорт яблук Малюха та Cr ( $K_{пр}=2,78$ ), сорт яблук Бурштинове намисто. Лише у сорті яблук Президент зафіксовано перехід металів із яблук до соку – Cr ( $K_{пр}=2,23$ ) та Pb ( $K_{пр}=1,03$ ).

Згідно з отриманими даними можна зробити висновок, що у різних сортах яблук у зв'язку з їхніми біологічними особливостями по різному проходять процеси, які впливають на рухливість важких металів. Обробка позитивно впливає на зменшення концентрацій металів і призводить до зменшення концентрацій Cd до рівня невизначеності, а Cr виявлено лише в одному з трьох зразків.

## ВИСНОВКИ

1. У сучасних умовах життя проблема безпеки та якості продуктів харчування є однією з головних умов збереження здоров'я та життя людини. Проблема безпеки продуктів харчування – складна та комплексна і вимагає чисельних зусиль для її вирішення, як з боку науковців, так і з боку виробників, санітарно–епідеміологічних служб, державних органів і, нарешті, споживачів

2. Дослідження екологічної безпеки ґрунтів, яблук та продуктів їх переробки проходили у 4 етапи: підготовчий, польовий, лабораторний та камеральний.

3. Відбір зразків ґрунту та трьох сортів яблук було проведено на присадибній ділянці за адресом – с. Руська Лозова, вул. Островського № 90, Дергачівського району, Харківської області.

4. Лабораторний етап полягав у аналітичному вимірюванні концентрацій 9 важких металів (Cr, Zn, Cu, Pb, Cd, Fe, Mn, Co, Ni) в усередненій пробі ґрунту та 5 важких металів (Pb, Cr, Cd, As, Sn) у зразках яблук, яблучного жмиху та соці 3 сортів яблук (Президент, Малюха, Бурштинове намисто).

5. В результаті проведених досліджень встановлено, що в усередненій пробі ґрунту не виявлено жодного перевищення гранично допустимих та фонових концентрацій важких металів. Аналіз відсоткового вмісту важких металів показав, що перше місце займає марганець (68,8 %).

6. Аналіз вмісту важких металів у 3 сортах яблук показав, що миш'як та олово не виявлено у жодному із зразків яблук, жмишу та соці, також не зафіксовано перевищень ГДК по Pb та Cd у всіх зразках яблук, жмишу та соці.

7. Найбільший вміст із визначених металів у всіх досліджуваних сортах яблук мав Pb. У жмиху яблук Pb не було виявлено у жодному із зразків, Cd не було виявлено у всіх зразках соку, а Cr у зразках соку яблук Малюха та Бурштинове намисто.

8. Для простеження особливостей транслокації важких металів із ґрунту до яблук і продуктів їх переробки у ході досліджень було розраховано коефіцієнти переходу.

Єдиним встановленим випадком переходу важких металів із ґрунту до яблук був Cr (Кпр=2,67), сорт яблук Малюха. Із яблук до жмиха переходять Cd (Кпр=2,98) та Cr (Кпр=3,14) – сорт яблук Президент; Cr (Кпр=1,05), сорт яблук Малюха та Cr (Кпр=2,78), сорт яблук Бурштинове намисто. Лише у сорті яблук Президент зафіксовано перехід металів із яблук до соку – Cr (Кпр=2,23) та Pb (Кпр=1,03).

9. Згідно з отриманими даними можна зробити висновок, що у різних сортах яблук у зв'язку з їхніми біологічними особливостями по різному проходять процеси, які впливають на рухливість важких металів. Обробка позитивно впливає на зменшення концентрацій металів і призводить до зменшення концентрацій Cd до рівня невизначеності, а Cr виявлено лише в одному з трьох зразків.

10. Відповідно до проведених досліджень слід зробити висновок, що екологічна якість яблук і продуктів їх переробки відповідають встановленим нормативним вимогам і не можуть чинити небезпеки для здоров'я людини.

У зразках ґрунту також не виявлено перевищень гранично допустимих та фонових концентрацій, що дає змогу зробити висновок щодо їх задовільної екологічної якості.

## СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Овчаренко М. М. Тяжелые металлы в системе почва–растение–удобрение. Москва : Высшая школа, 1997. 290 с.
2. Стойко С. М. Вчення про біосферу – наукова основа її охорони. *Український ботанічний журнал*. 2009. Т. 66, № 3. 293–306 с.
3. Малахов І. М. Техногенез у геологічному середовищі. Кривий Ріг : ОКТАН–ПРИНТ, 2003. 252 с.
4. Бессонова В. П. Верхні критичні концентрації важких металів у листках сіянців деревних рослин. *Фізіологія рослин: проблеми та перспективи розвитку*. Київ : Логос, 2009. Т. 2. 263–267 с.
5. Кошкин Е. И. Физиология устойчивости сельскохозяйственных культур. М. : Дрофа, 2010. 638 с.
6. Ильин В. Б. Относительные показатели загрязнения в системе почва–растение. *Почвоведение*. 1979. № 11. 61–67 с.
7. Орлов Д. С. Экология и охрана биосферы при химическом загрязнении. Москва : Высш. школа, 2001. 320 с.
8. Микроэлементы: поступление, транспорт и физиологические функции в растениях. / Рудакова Э. В., Каракис К. Д., Сидоршина Т. Н. и др. Київ : Наукова думка. 1987. 184 с.
9. Коцюбинська Н. П. Загальні механізми адаптації рослин до негативних чинників різного походження. *Фізіологія рослин в Україні на межі тисячоліть*. Т. 2. К., 2001. 60–66 с.
10. Кортиков І. І. Взаємодія рослин з техногенно забрудненим середовищем. К. : Наукова думка. 1997. 175 с.
11. Кириллова Г. В. Влияние избыточных концентраций Си и Ва в среде выращивания на основные физиологические процессы. *Человек. Природа. Общество: Актуальные проблемы: межв. конф. молодых ученых, 25 февраля–1 марта 1992 г.*: тез. докл. СПб, 1992. Ч. 2. 63 с.

12. Панин М. С. Динамика содержания меди и цинка в почве прикорневой зоны ячменя и пшеницы в период вегетации. *Агрохимия*. 2005. №8. 39–44 с.
13. Мельничук Ю. П. Влияние ионов кадмия на клеточное деление и рост растений. Київ : Наукова думка, 1990. 148 с.
14. Гришко В. М. Ріст деревних рослин в умовах техногенного забруднення. *Український ботанічний журнал*. 2002. Т. 59, № 1. 79–89 с.
15. Kabata–Pendias A. Trace elements in soils and plants. CRC Press. 2001. 432 p.
16. Серегин И. В. Является ли барьерная функция эндодермы единственной причиной устойчивости ветвления корней к солям тяжелых металлов. *Физиология растений*. 1997. Т. 44, № 6. 922–925 с.
17. Осмоловская Н. Г. Действие кадмия на рост и элементный состав растений фасоли в условиях разной обеспеченности кальцием. *Вести. С.–Петербург, ун–та. Сер. 3*. 2006. № 2. 78–82 с.
18. Сыщиков Д. В. Фитохелатины: структура, биосинтез, функции. *Вісник ХНАУ. Серія Біологія*. 2007. Вип. 2 (11). 6–17 с.
19. Серегин И. В. Передвижение ионов Cd и Pb по тканям корня. *Физиология растений*. 1998. Т. 45, № 6. 899–905 с.
20. Серегин И. В. Распределение тяжелых металлов в растениях и их действие на рост: Авторефер. дис. . д–ра биол. наук: 03.00.12. М., 2009. 53 с.
21. Семенов Л. Д. Забруднення важкими металами ґрунту і рослин у смугах відчуження залізничних колій. *Агроекологічний журнал*. 2008. № 3. 50–53 с.
22. ДСТУ 4287:2004. Якість ґрунту. Відбирання проб. Настанови з методів відбирання проб.[На заміну ГОСТ 28168-89; чинний від 01-07-2025]. Вид. офіц. Київ: Держспоживстандарт України, 2004. 10с.